Kurzfristige Veränderungen von Bodenreaktion und Kationenaustauscheigenschaften in einem Meliorationsversuch zu Kiefer (Pinus sylv. L.) auf Podsol-Pseudogley in der Oberpfalz

Aus dem Lehrstuhl für Bodenkunde der Universität München

(Mit 4 Abbildungen und 12 Tabellen)

Von R. Grimm und K. E. Rehfuess

(Angenommen März 1986)

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

In den letzten Jahren wurde für mehrere mitteleuropäische Waldgebiete und Bodenformen ein Rückgang der pH-Werte während der vergangenen 1 bis 3 Jahrzehnte nachgewiesen (u. a. Butzke, 1981 und 1984; Lochman, 1981; von Zezschwitz, 1982; Wittmann und Fetzer, 1982; Reichmann und Streitz, 1983; Evers, 1983 und 1984; Grenzius, 1984; Stöhr, 1984). Dabei waren allerdings die von früher bekannten minimalen pH-Werte nicht unterschritten; wohl aber hatte jeweils der Flächenanteil von Böden mit (stark) saurer Reaktion zugenommen. Riebeling und Schäfer (1984) fanden dementsprechend bei der Wiederholung von pH-Messungen an schon früher stark versauerten Podsol-Braunerden und -Parabraunerden aus Buntsandstein, Tonschiefer, Grauwacke und Basalt nach 30 bzw. 10 Jahren keine signifikante weitere Abnahme der pH-Werte, welche die jahreszeitliche Variation (bis zu 0,3–0,4 Einheiten in $CaCl_2$) eindeutig übertroffen hätte.

Eine besonders genaue Kontrolle der pH-Werte von Waldböden durch jährlich wiederholte Analysen liegt für den Solling vor. Hier gingen die pH($CaCl_2$)-Werte nur in der Periode 1968 bis 1973 zurück. Sie verharrten danach auf niedrigem Niveau bis 1979, obwohl hohe Säuredeposition aus der Atmosphäre anhielt (Protoneneintrag unter Fichte ~ 4 kmol · ha^{-1} · a^{-1}) und die jährlichen Protonenbilanzen der Ökosysteme jeweils mit einem Überschuß abschlossen (Ulrich u. a., 1979; Ulrich und Matzner, 1983). Ab 1980 setzte im Solling sogar ein pH-Anstieg im Oberboden ein (Ulrich, 1982, pers. Mitt.); er wird als Ergebnis einer Entsauerung nach einem Versauerungsschub in den Jahren 1975/76 gedeutet.

In zeitlichem Abstand wiederholte, methodisch vergleichbare Analysen der Kationenaustauscheigenschaften von Waldböden sind dagegen selten. Im Solling gingen unter Fichte und Buche zwischen 1968 und 1983 zwar die Vorräte an austauschbarem Calcium zurück, nicht aber jene an Austausch-Magnesium (Mineralboden 0 bis 50 cm; Ulrich, 1984, Forschungsbericht f. d. BMFT). Der Anteil starker Säuren (H^+ und Fe^{3+}) nahm im Oberboden zu. Auf einem Düngungsversuch zu Fichte im Buntsandstein-Odenwald (Protoneneintrag rd. 3,5 kmol · ha^{-1} · a^{-1}) blieb auf der ungedüngten Kontrollparzelle die Ca-, Mg- und K-Sättigung zwischen 1968 und 1983 unverändert und die Fe- und Al-Sättigung nahm ab; dafür stieg die H-Sättigung an. Die Vorräte an austauschbarem Calcium und Magnesium waren nicht vermindert. Auf den gedüngten Flächen gingen dagegen die nach der Düngung stark angestiegenen Ca-Anteile an den Austauschoberflächen wieder zurück, während die Al-Sättigung leicht und die H-Anteile deutlich zunahmen (Kenk u. a., 1984; Hildebrand, 1984, pers. Mitt.). Auch Lochman (1981) beobachtete für den Zeitraum 1974 bis 1980 in einigen Waldböden Nordböhmens unter Fichte in den organischen Auflagen eine Verminderung der Gehalte an leicht (in 1 %iger Zitronensäure) löslichem Calcium und Magnesium; diesem Rückgang stand allerdings in der Regel ein Anstieg in den obersten Mineralbodenhorizonten gegenüber.

Somit überwiegen Berichte, in denen für die vergangenen Jahrzehnte ein Anstieg der Säuregehalte in Waldböden wahrscheinlich gemacht wurde. In einigen Fällen – durchaus nicht in allen – war auch eine Abnahme der Vorräte an austauschbaren Basen nachzuweisen.

Nur wenige Studien über die in jüngster Zeit wahrscheinlich verstärkte Versauerung von Waldböden enthalten auch Angaben über die jeweilige atmogene Säuredeposition und die ökosysteminterne Säureproduktion. Daher sind zuverlässige Aussagen über den Anteil dieser Prozesse am festgestellten Versauerungsfortschritt in den meisten Fällen unmöglich. So fällt z. B. auf, daß der Rückgang von pH-Wert und Gehalt an austauschbarem Calcium zwischen 1966 und 1982 in einem Düngungsversuch im Schwarzwald (Evers, 1984) einhergeht mit einem starken Absinken der Humusgehalte um 20 bis 45 %. Vermutlich sind bei beschleunigter Mineralisation erhebliche Säuremengen produziert worden (u. a. Salpetersäure durch Nitrifikation); Calcium wurde wahrscheinlich als Begleition von Nitrat verstärkt ausgewaschen. Deshalb sind in vielen Fällen die genauen Ursachen der beobachteten rascheren Versauerung von Waldböden unbekannt. Dennoch ist es plausibel anzunehmen, daß Säureeintrag aus der Atmosphäre überall dort maßgeblich mitwirkt, wo er ein erhebliches Ausmaß erreicht; dies ist in den höheren, niederschlagsreichen Gebirgslagen und im Lee von Ballungs- und Industriegebieten der Fall.

Die bisher vorliegenden Arbeiten lassen auch erkennen, daß in Waldregionen mit verschiedenartigen Bodenformen grundsätzlich mit einer großen Variation in den Veränderungen von Bodenreaktionen und Kationenaustauscheigenschaften zu rechnen ist, je nach dem chemischen Zustand der Böden (v. a. hinsichtlich Pufferkapazität) und in Abhängigkeit vom Ausmaß des ökosysteminternen Säureumsatzes und der atmogenen Stoffdeposition. Über dieses regional und lokal variierende Wechselspiel sind wir nur unzureichend informiert.

Deshalb nützten wir die Chance, daß die Bodenproben für den von U. Baum (1979) in den Jahren 1974 bis 1976 intensiv untersuchten Meliorationsversuch „Pustert" archiviert wurden, zu wiederholten Analysen. Wir wollten dabei herausfinden, ob auf dem Versuchsstandort in den vergangenen 8 bis 10 Jahren eine signifikante Verschiebung von Bodenreaktion (pH) und Kationenaustauscheigenschaften (KAK) eintrat.

2. BESCHREIBUNG DES EXPERIMENTS

Der Meliorationsversuch BUL 235 „Pustert" im Forstamt Pfreimd (früher Burglengenfeld) wurde 1964 in einem damals durchschnittlich 81jährigen Kiefern-Baumholz angelegt (Bonität III,8; Wiedemann, 1943, mäßige Durchforstung). Er stockt auf Podsol-Pseudogley aus tonig verwitterten Kreide-Sedimenten mit einer dünnen Staublehmdecke. Der Blockversuch umfaßt u. a. die folgenden Versuchsglieder:

- *Kontrolle (K)*
- CaPKMg-Grund- und 3fach wiederholte Stickstoffdüngung *(Volldüngung; V)*
- CaPKMg-Grunddüngung, Fräsen und Lupinenunterbau *(Lupinenunterbau; L)*

in 3facher Wiederholung mit Parzellengrößen von je 0,12 ha. Tabelle 1 informiert über die einzelnen Meliorationsmaßnahmen (vgl. REHFUESS und SCHMIDT, 1971; PREUHSLER und REHFUESS, 1982). In unseren Vergleich wurden alle 9 Parzellen dieser 3 Versuchsvarianten einbezogen.

Tab. 1

Beschreibung der Meliorationsvarianten im Experiment BUL 235

Description of the amelioration procedures in experiment BUL 235

Versuchsglied treatment	Volldüngung complete fertilization	Lupinenunterbau lupine undergrowth
Bodenbearbeitung	—	Fräsung 1964
Düngung (dt · ha^{-1})	40 $CaCO_3$ 10 Thomasphosphat 4 Patentkali 3 × 5 Kalkammonsalpeter	1964 1964 1964 1964 1966 1972
Lupineneinsaat	—	20 kg 1964
Gedüngte Elementmengen (kg · ha^{-1})		
N	370	—
P	70	70
K	90	90
Ca	2040	1840
Mg	32	32

3. ENTNAHME UND AUFBEWAHRUNG DER BODENPROBEN

Für jede Parzelle und die Straten „organische Auflage" sowie „Mineralboden 0 bis 10, 10 bis 20 und 20 bis 30 cm" wurden, orientiert an einem festen Gitternetz, systematisch 20 Einzelproben gezogen und nach einem zuvor festgelegten Schema zu jeweils 4 Mischproben vereinigt (Ausnahme: Tiefenstufe 20 bis 30 cm 1974/76: 10 Einzelproben, gezogen mit Pürckhauer, vereinigt zu einer Mischprobe/ Parzelle). Die erste Beprobung erfolgte für die Prüfvarianten „Kontrolle" und „Volldüngung" 1974, für die Variante „Lupinenunterbau" 1976 jeweils im Zeitraum Juli bis September. Die Probenahme wurde für alle genannten Varianten vom 20. bis 29. April 1984 wiederholt.

Der *Auflagehumus* wurde an beiden Terminen mit Stechrahmen von 20 × 20 cm gezogen. 1974/76 trennte man ihn in die Lagen OL, OF1, OF2, OH, 1984 nur noch in die Lagen OL sowie OF + OH und siebte in die Fraktionen > 5 mm, 5 bis 2 mm und < 2 mm. Von den 1974/76er Proben wurden jeweils nur eine auf < 0,063 mm feingemahlene Probe aufbewahrt. Die Fraktion < 2 mm aller anderer Proben stand jeweils gesiebt und fein gemahlen zur Verfügung.

Der *Mineralboden* von 0 bis 10 und 10 bis 20 cm Tiefe wurde 1974/76 mit Stechrahmen von 10 × 10 × 10 cm Kantenlänge (= 1 l Volumen) geprobt.

1984 verwendeten wir für die 3 Tiefenstufen des Mineralbodens (0 bis 30 cm) einen Spezialbohrer mit einem Innendurchmesser von 5 cm, dessen Bohrkern leicht in 10-cm-Stufen getrennt werden konnte. Die Proben wurden jeweils auf 2 mm gesiebt und eine repräsentative Teilprobe davon < 0,063 mm fein gemahlen.

Die Proben von 1974/76 wurden in einfachen Weckgläsern ohne luftdichten Abschluß aufbewahrt. Die Wassergehalte lagen bei 1 %.

4. ANALYSENMETHODEN

Die pH-Werte in der Feinerde < 2 mm der Mischproben wurden an jeweils 2 Parallelen mit dem Gerät Metrohm/Herisau E 512 bzw. 632 bestimmt. Die Einwaage betrug für die organische Auflage 2 g in 50 ml H_2O bzw. 0,01 M $CaCl_2$, für den Mineralboden 10 g in 25 ml w. o. Die Messung erfolgte nach 24stündigem Einweichen der Proben (mehrfaches Umrühren) unter Verwendung eines Magnetrührers. Die organischen Kohlenstoffgehalte bestimmten wir mit dem Verbrennungsgerät Carmhomat Wösthoff.

Die effektive Austauschkapazität wurde mit 1 M NH_4Cl nach ULRICH u. a. (1984) an lufttrockenen, auf 2 mm gesiebten Proben (außer Auflagehumus von 1974/76, der nur noch feingemahlen zur Verfügung stand) an jeweils 2 Parallelen analysiert: 5 g Auflagehumus oder 10 g Mineralboden wurden über Nacht in 50 ml 1 M NH_4Cl eingeweicht, danach eine Stunde geschüttelt und in ein Filterröhrchen mit Glasfritten-Abschluß überführt, welches zuvor mit Filterflockenmasse und Quarzsand beschickt war. Danach ließ man weitere 200 ml der Austauscherlösung perkolieren. Im Perkolat bestimmten wir das austauschbare Kalium und Natrium nach Verdünnen mit H_2O dest. im Verhältnis 1 zu 1 am Flammenphotometer Eppendorf; Mangan, Eisen, Aluminium am Atomabsorptionsspektralphotometer Perkin Elmer. Die Messung von Calcium und Magnesium am AAS erfolgte nach Verdünnen des Perkolats mit H_2O und $SrCl_2$-Lösung (25,2 g $SrCl_2 \cdot 6H_2O$ in 1 l H_2O) im Verhältnis 1 : 8 : 1. Die ausgetauschten H^+-Ionen errechneten wir aus der – sofort nach Abschluß der Perkolation bestimmten – pH-Wert-Differenz zu Blindproben und aus den ermittelten Al-Konzentrationen nach einer Rechenformel von ULRICH u. a. (1984). Die Ergebnisse sind unsicher. Da wir bei der Perkolation auf das Anlegen von Unterdruck verzichteten, ergaben sich je nach dem Tongehalt der Proben unterschiedlich lange Perkolationszeiten. Für die miteinander zu vergleichenden Proben aus derselben Tiefenstufe beider Probetermine stimmten die Laufzeiten jedoch weitgehend überein.

Die Gehalte an austauschbarem Eisen waren überall so gering, daß wir auf eine Mitteilung verzichten. Dementsprechend errechnet sich die gesamte effektive Kationenaustauschkapazität als Summe aller Ionenäquivalente des austauschbaren Natriums, Kaliums, Calciums, Magnesiums, Aluminiums, Mangans und des Wasserstoffs. Darin sind auch die geringen Mengen an wasserlöslichen Elementfraktionen enthalten, die nicht getrennt bestimmt wurden.

Alle Meßergebnisse wurden einer 2-Weg-Varianzanalyse unterworfen; bei positivem F-Test wurden die Mittelwerte der Versuchsvarianten mittels t-Test auf signifikante Differenzen geprüft.

5. ERGEBNISSE

5.1 Trockengewichte der organischen Auflage und Kohlenstoffgehalte

In Tabelle 2 sind die Trockengewichte der organischen Auflage zusammengestellt. Sie nahmen auf den Kontrollparzellen um etwa 1, auf den Volldüngungsparzellen um 3,5 und auf den Lupinenunterbauparzellen sogar um 5 t · $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ zu. Die Vorräte wurden für beide Termine mit identischer Methodik bestimmt. Eine verschiedenartige Abgrenzung der organischen Auflage vom Mineralboden scheidet als Ursache für die festgestellten Abweichungen aus; denn sonst müßten die Gehalte an organischem Kohlenstoff für den obersten Mineralboden zwischen beiden Aufnahmen stärker von einander abweichen (vgl. Tab. 3). Es ist nicht mehr absolut sicher nachweisbar, daß die „Gesamtgewichte von OF + OH" von 1974/76 (nach BAUM, 1979) – wie von uns vermutet – tatsächlich die Fraktion < 5 mm betrafen. Sollten jene Gewichtsangaben sich nur auf die Fraktion < 2 mm bezogen haben, dann würde sich für die Kontrollparzellen eine nicht signifikante Abnahme um rund 0,4, für die beiden Meliorationsvarianten aber ebenfalls noch ein deutlicher Anstieg von 1,5 (V) bzw. 3,4 t · $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (L) errechnen.

Tab. 2

Trockengewichte (65°C) der organischen Auflage ($t \cdot ha^{-1}$)
(x) = signifikante Differenz ($P < 0,05$)
Dry weight (65°C) of the organic floor ($t \cdot ha^{-1}$)
(x) = significant difference ($P < 0.05$)

Versuchsvariante treatment Fraktion fraction	1974/76 $\bar{x}$	1984 $\bar{x} \pm s$
Kontrolle		
OL	3,5	1,8 ± 0,8
OF + OH 5–2 mm	12,0	17,6 ± 2,8 (x)
< 2 mm	34,9	42,4 ± 10,6
insgesamt	50,4	61,8 (x)
Volldüngung		
OL	2,1	1,0 ± 0,4
OF + OH 5–2 mm	9,6	22,8 ± 8,8 (x)
< 2 mm	44,0	68,1 ± 10,8 (x)
insgesamt	55,7	91,9 (x)
Lupinenunterbau		
OL	2,6	1,2 ± 1,9
OF + OH 5–2 mm	8,4	15,2 ± 7,4 (x)
< 2 mm	4,2	39,7 ± 9,7 (x)
insgesamt	15,1	56,1 (x)

Tab. 3

Gehalte an organischem Kohlenstoff im Mineralboden ($mg \cdot g^{-1}$)
Contents of organic carbon in the mineral soil ($mg \cdot g^{-1}$)

Versuchsvariante treatment Tiefenstufe depth	1974/76 $\bar{x} \pm s$	1984 $\bar{x} \pm s$
Kontrolle		
0 bis 10 cm	19 ± 5	22 ± 8
10 bis 20 cm	7 ± 2	8 ± 3
20 bis 30 cm	—	4 ± 1
Volldüngung		
0 bis 10 cm	23 ± 2	21 ± 3
10 bis 20 cm	6 ± 1	8 ± 1
20 bis 30 cm	—	4 ± 1
Lupinenunterbau		
0 bis 10 cm	28 ± 3	26 ± 3
10 bis 20 cm	19 ± 2	10 ± 2
20 bis 30 cm	—	5 ± 1

Eine solche Humusanhäufung ist für ehemals streugenutzte und deshalb mit unterdurchschnittlichem Auflage-Humusvorrat ausgestattete Standorte insbesondere nach Stickstoffzufuhr zu erwarten. Im Niepolomice-Kiefernforst bei Krakau fand ZIELINSKY (1984) ebenfalls einen Überschuß des Streuanfalls über den Streuabbau von 1,6 t je ha und Jahr. In unserem Fall ist die Akkumulation von Auflagehumus am stärksten nach Lupinenunterbau. Hier war anfangs fast die gesamte Auflage durch das Fräsen zerstört und mit dem Mineralboden vermischt worden. Nunmehr beginnt nach dem Verschwinden der Lupinen der Neuaufbau einer organischen Decke. Die Zunahme auf den V- und L-Parzellen liegt übrigens in der Größenordnung des jährlichen Streufalls aus dem Kronenraum der Kiefern.

Die Kohlenstoff- bzw. Humusgehalte im Mineralboden veränderten sich dagegen im Vergleichszeitraum nicht singnifikant (Tab. 3). Dies gilt auch für die Humusvorräte, sofern man bei deren Berechnung einheitlich die Feinerderaumgewichte von 1984 einsetzt (vgl. Kap. 5.3). Ein Nachmessen der von BAUM (1979) früher analysierten, inzwischen archivierten Mineralbodenproben auf ihren Kohlenstoffgehalt ergab außerdem, daß während der Lagerung in den Weckgläsern trotz des ungenügenden Verschlusses die C-Gehalte nicht abgesunken waren. Wir gehen deshalb davon aus, daß im Mineralboden wohl keine gravierenden Veränderungen der Humusvorräte eintraten. Eine Tendenz zur Humusakkumulation auf der Kontroll- und der Volldüngungsvariante sowie zum Abbau der Kohlenstoffvorräte auf der Lupinenunterbauvariante wird allerdings bei der Interpretation der Kationenaustauschkapazitäten zu berücksichtigen sein.

5.2 Feinerderaumgewichte des Mineralbodens

Die Wiederholungsaufnahme von 1984 lieferte für alle Versuchsvarianten geringere Feinerderaumgewichte als die Erstbeprobung von 1974/76 (Tab. 4). Mit hoher Sicherheit handelt es sich dabei nicht um einen realen Rückgang, zumal die Kohlenstoff-Gehalte sich nicht signifikant verschoben hatten. Auch ist nicht anzunehmen, daß innerhalb von 10 Jahren die Steingehalte oder die Porosität sich erheblich und vor allem gleichsinnig auf allen Prüfgliedern veränderten. Die Abweichung ist deshalb wahrscheinlich auf die verschiedenartige Probenahme zurückzuführen. Weil das Verwenden unterschiedlicher Feinerderaumgewichte das Abschätzen der Vorräte an austauschbaren Kationen von vornherein belastet hätte, verwendeten wir für diesen Berechnungsvorgang und für beide Termine einheitlich die Feinerderaumgewichte von 1984. Die Variation dieser Vorräte im Zeitvergleich wird demnach ausschließlich durch die Gehalte bestimmt.

Tab. 4

Feinerderaumgewichte des Mineralbodens (105°C) in $g \cdot l^{-1}$
(x) = signifikante Differenz ($P < 0,05$)
Weight of fine earth (< 2 mm; 105°C) in $g \cdot l^{-1}$
(x) = significant difference ($P < 0.05$)

Versuchsvariante treatment Tiefenstufe depth	1974/76 $\bar{x} \pm s$	1984 $\bar{x} \pm s$
Kontrolle		
0 bis 10 cm	1042 ± 106	799 ± 100 (x)
10 bis 20 cm	1253 ± 66	910 ± 119 (x)
20 bis 30 cm	—	875 ± 169
Volldüngung		
0 bis 10 cm	1012 ± 46	810 ± 113 (x)
10 bis 20 cm	1272 ± 31	1008 ± 96 (x)
20 bis 30 cm	—	948 ± 84
Lupinenunterbau		
0 bis 10 cm	842 ± 56	769 ± 64
10 bis 20 cm	1116 ± 55	958 ± 67 (x)
20 bis 30 cm	—	951 ± 101

5.3 Veränderung der pH-Werte

Im Vergleichszeitraum 1974/76 bis 1984 haben sich weder die pH(H_2O)- (Abb. 1) noch die pH($CaCl_2$)-Werte (Tab. 5) gravierend verändert. Bei der Messung in Wasser überwiegt die Tendenz zu einem Anstieg, was mit dem Zeitpunkt der Probenahme zu tun haben könnte. Im Herbst (Aufnahme 1974/76) erreichen die pH-Werte im Oberboden als Folge der hohen sommerlichen biologischen Aktivität in der Regel Minima, um zum Frühjahr hin (1984) wieder anzusteigen. Bei Messung in $CaCl_2$ fanden wir nur in zwei

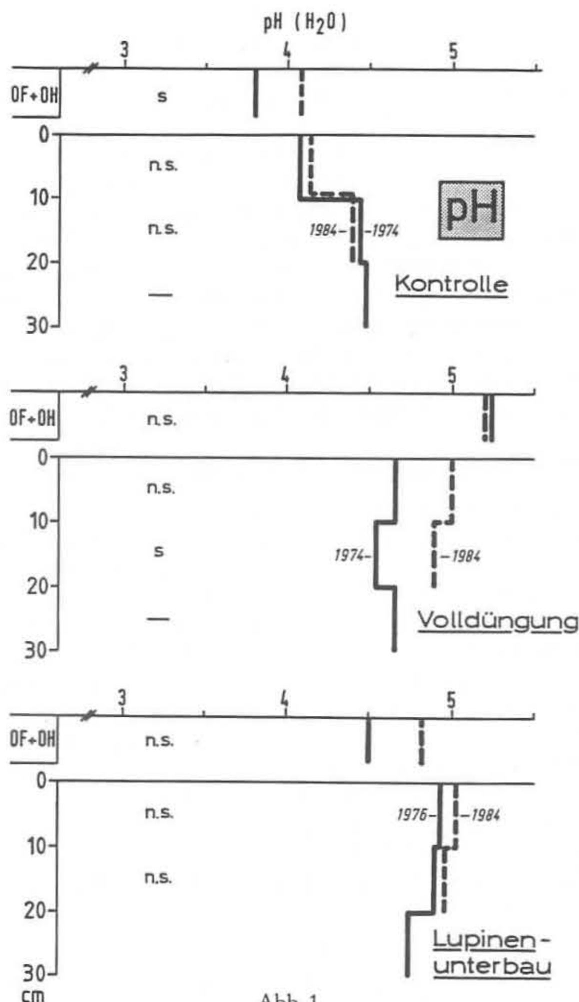


Abb. 1
Zeitliche Veränderungen der pH(H_2O)-Werte
Temporal changes of pH(H_2O)-values

Tab. 5
Zeitliche Verschiebung der pH($CaCl_2$)-Werte
(x) = signifikante Differenz ($P < 0,05$)
Temporal change of pH($CaCl_2$) values
(x) = significant difference ($P < 0.05$)

Versuchsvariante treatment Tiefenstufe depth	1974/76 $\bar{x}$	1984 $\bar{x}$
Kontrolle		
OF + OH	3,29	3,24
0 bis 10 cm	3,73	3,64
10 bis 20 cm	4,07	3,95 (x)
20 bis 30 cm	—	3,95
Volldüngung		
OF + OH	4,89	4,51 (x)
0 bis 10 cm	4,31	4,42
10 bis 20 cm	4,15	4,23
20 bis 30 cm	—	4,04
Lupinenunterbau		
OF + OH	4,06	4,10
0 bis 10 cm	4,59	4,41
10 bis 20 cm	4,39	4,31
20 bis 30 cm	—	4,13

Horizonten signifikante Veränderungen, und zwar jeweils Abnahmen um 0,1 bzw. 0,4 Einheiten. Von einem generellen Rückgang kann nicht die Rede sein. Ein solcher war bei dem schon seit langem niedrigen Ausgangsniveau auch nicht zu erwarten (vgl. RIEBELING und SCHÄFER, 1984).

5.4 Effektive Kationenaustauschkapazität (KAK)

Die gesamte Kationenaustauschkapazität in der *organischen Auflage* stieg nur auf der Lupinenvariante von 1974/76 auf 1984 deutlich an, ausgelöst wohl vor allem durch die hier besonders kräftige Zunahme der Auflagehumusmenge (Tab. 6). Für die beiden anderen Prüfvarianten „Kontrolle" und „Volldüngung" fanden wir dagegen keine Zunahme, obwohl der Auflagehumus wahrscheinlich auch in diesen Fällen mächtiger geworden war (vgl. Tab. 2). Dieser Befund ist wohl vorwiegend methodisch bedingt und beruht auf der verschiedenartigen Vorbehandlung der Proben: Jene von 1974/76 standen nur noch gemahlen zur Verfügung. Daher war im Vergleich zu dem gesiebten Auflagehumus von 1984 die Partikeloberfläche vergrößert und die Extrahierbarkeit der Kationen gesteigert. Eine Gegenüberstellung der auf 100 g Trockenmasse bezogenen KAK-Werte spricht für diese Vermutung:

Versuchsvariante	KAK der org. Auflage mmol IÄ · 100 g^{-1}	
Kontrolle	1974 1984	30,9 25,6
Volldüngung	1974 1984	67,4 33,4
Lupinenunterbau	1976 1984	25,1 18,9

Tab. 6
Vergleich der effektiven Kationenaustausch-Kapazität (einschließlich H^+) in kmol IÄ · ha^{-1}
Comparison of effective cation exchange capacity (including H^+) in kmol IE · ha^{-1}

Versuchsvariante treatment Tiefenstufe depth	1974/76	1984	Differenz difference
Kontrolle			
OF + OH	10,5	10,4	– 0,1
0 bis 10 cm	42,0	47,6	+ 5,6
10 bis 20 cm	33,5	37,4	+ 3,9
insgesamt	86,0	95,3	+ 9,3
Volldüngung			
OF + OH	29,8	23,3	– 6,5
0 bis 10 cm	57,0	60,2	+ 3,2
10 bis 20 cm	36,2	39,0	+ 2,8
insgesamt	122,9	122,4	– 0,5
Lupinenunterbau			
OF + OH	1,1	7,5	+ 6,4
0 bis 10 cm	62,7	49,0	– 13,7
10 bis 20 cm	43,9	40,9	– 3,1
insgesamt	107,8	97,3	– 10,4

Wegen dieser Überschätzung der KAK im Auflagehumus 1974/76 schlägt das Anwachsen der O-Horizonte bis 1984 nicht voll auf die flächenbezogene Kationenaustauschkapazität durch.

Auf den Kontroll- und Volldüngungsfeldern war die KAK 1984 dagegen in den *Mineralbodenhorizonten* leicht erhöht. Dieser Anstieg fällt fast überall zusammen mit einer schwachen, nicht gesicherten Zunahme der Gehalte an organischem Kohlenstoff (vgl. Tab. 3; Ausnahme: Volldüngungsvariante 0 bis 10 cm). Auf den Lupinenparzellen gingen dagegen die Humusgehalte im Mineralboden tendenziell zurück, vermutlich weil die durch Fräsen, Kalkung und Phosphordüngung sowie Lupinenunterbau angeregte Mineralisation noch nicht ganz abgeklungen war. Dieser Abnahme der Humusgehalte im Mineralboden entspricht auch ein leichter Abfall der KAK, der allerdings durch den Gewinn in der Auflage zum Teil kompensiert wurde.

5.5 Austauschbares Kalium und Natrium

Die Vorräte an austauschbarem *Kalium* blieben auf der Kontrollvariante während der vergangenen 10 Jahre auf gleichem Niveau. Auf den Volldüngungsparzellen stiegen sie geringfügig, auf den Lupinenunterbau-Parzellen sogar signifikant an (Tab. 7), obwohl die KAK hier abnahm. Für das austauschbare *Natrium* fanden wir nur in einer Tiefenstufe eine signifikante Verschiebung (Tab. 7).

Tab. 7

Vergleich der Vorräte an austauschbarem Kalium und Natrium (kg · ha^{-1})
(x) = signifikante Differenz ($P < 0,05$)
Comparison of amounts of exchangeable potassium and sodium (kg · ha^{-1})
(x) = significant difference ($P < 0.05$)

Versuchsvariante treatment	Kalium potassium		Natrium sodium	
	1974/76	1984	1974/76	1984
Tiefenstufe depth	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$
Kontrolle				
OF + OH	15 ± 3	17 ± 5	3 ± 2	2 ± 1
0 bis 10 cm	30	32 ± 7	8	12 ± 11
10 bis 20 cm	35	32 ± 15	7	13 ± 8
insgesamt	80	81	18	26
Volldüngung				
OF + OH	17	18 ± 4	1	4 ± 1 (x)
0 bis 10 cm	32	45 ± 11 (x)	8	11 ± 6
10 bis 20 cm	39	39 ± 13	11	12 ± 6
insgesamt	88	102	20	26
Lupinenunterbau				
OF + OH	2 ± 2	10 ± 3 (x)	1 ± 1	1 ± 1
0 bis 10 cm	31	47 ± 7 (x)	28	10 ± 6
10 bis 20 cm	21	38 ± 9 (x)	11	11 ± 7
insgesamt	55	96	39	23

5.6 Austauschbares Calcium und Magnesium

Sowohl die Gehalte (Abb. 2) als auch die Vorräte (Tab. 8) an austauschbarem Calcium im Oberboden gingen auf allen Prüfvarianten im Vergleichszeitraum deutlich zurück. Auf der Volldüngungsvariante deutet sich eine Verlagerung aus organischer Auflage und oberstem Mineralboden in den Bereich 10 bis 20 cm (und tiefer?) an, während auf den Lupinenunterbauparzellen einem Rückgang im Mineralboden eine Ca-Akkumulation in der anwachsenden organischen Auflage gegenübersteht. Die Auswirkungen der Düngung sind auch 20 Jahre nach Anlage des Versuches und 12 Jahre nach der letzten

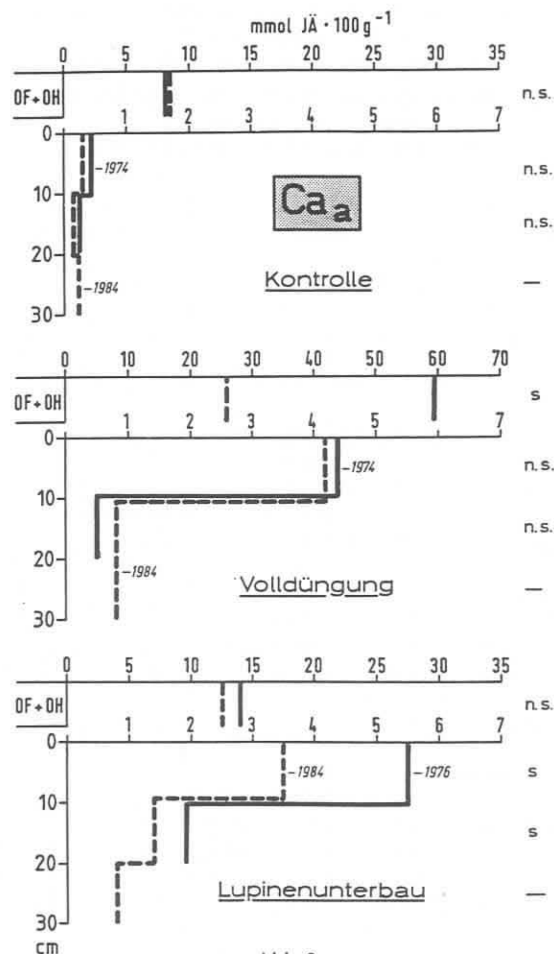


Abb. 2
Zeitliche Veränderungen der Gehalte an Austausch-Calcium
Temporal changes of contents of exchangeable calcium

Calciumzufuhr (als Bestandteil des Kalkammonsalpeters) noch deutlich bis mindestens 20 cm Tiefe in höheren Vorräten und Sättigungen (vgl. Abb. 4) nachweisbar.

Für das austauschbare Magnesium deutet sich nur auf der Kontrollvariante ein Absinken an. Die nach Düngung ungefähr verdoppelten Mg-Vorräte auf den meliorierten Flächen veränderten sich von 1974/76 bis 1984 nicht, doch ist unter Lupine eine Umverteilung aus dem Mineralboden in die O-Lage zu beobachten (Tab. 8).

Wegen der methodisch bedingten, eingeschränkten Vergleichbarkeit der KAK-Analysen für die O-Horizonte zwischen 1974/76 und 1984 bestimmten wir auch die Gesamt-Magnesium-Gehalte der organischen Auflage (durch Veraschen). Setzt man diese Werte in den Vorratsvergleich ein, so errechnet sich für die Kontrolle ein Verlust von 2 kg, für die Volldüngung und den Lupinenunterbau dagegen sogar eine Zunahme um 19 bzw. 14 kg · ha^{-1} im gesamten Oberboden (Ausgangsvorräte 1974/76 = 26, 52 und 45 kg · ha^{-1}).

Beide Arten der Berechnung führen somit zu dem Schluß, daß im Vergleichszeitraum die Mg-Vorräte nicht abgenommen haben. Im Gegenteil zeichnet sich für die meliorierten Flächen sogar eher ein gewisser Anstieg ab.

5.7 Austauschbares Aluminium und Mangan

Auf allen Versuchsvarianten stiegen die Gehalte und Vorräte an austauschbarem *Aluminium* im Vergleichszeitraum deutlich an (Tab. 9). Diese Zunahme war allerdings nur für die Kontrollvariante signifikant und ging einher mit einer Erhöhung der KAK im Mineralboden. Für die Lupinenunterbau-Parzellen errechneten wir dagegen

Tab. 8

Vergleich der Vorräte an austauschbarem Calcium und Magnesium ($kg \cdot ha^{-1}$)
(x) = signifikante Differenz (P < 0,05)
Comparison of amounts of exchangeable calcium and magnesium ($kg \cdot ha^{-1}$)
(x) = significant difference (P < 0.05)

Versuchsvariante treatment	Calcium calcium		Magnesium magnesium	
	1974/76	1984	1974/76	1984
Tiefenstufe depth	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$
Kontrolle				
OF + OH	58 ± 11	72 ± 20	5 ± 1	5 ± 1
0 bis 10 cm	78	43 ± 18	9	6 ± 1
10 bis 20 cm	45	31 ± 16	8	4 ± 1 (x)
insgesamt	180	146	22	15
Volldüngung				
OF + OH	523	398 ± 161 (x)	11	10 ± 2
0 bis 10 cm	722	669 ± 278	17	20 ± 5
10 bis 20 cm	105	168 ± 63	10	9 ± 3
insgesamt	1350	1235	38	38
Lupinenunterbau				
OF + OH	11 ± 8	101 ± 68 (x)	1 ± 1	5 ± 2 (x)
0 bis 10 cm	843	533 ± 130 (x)	29	22 ± 4 (x)
10 bis 20 cm	353	265 ± 64 (x)	14	13 ± 3
insgesamt	1207	900	44	41

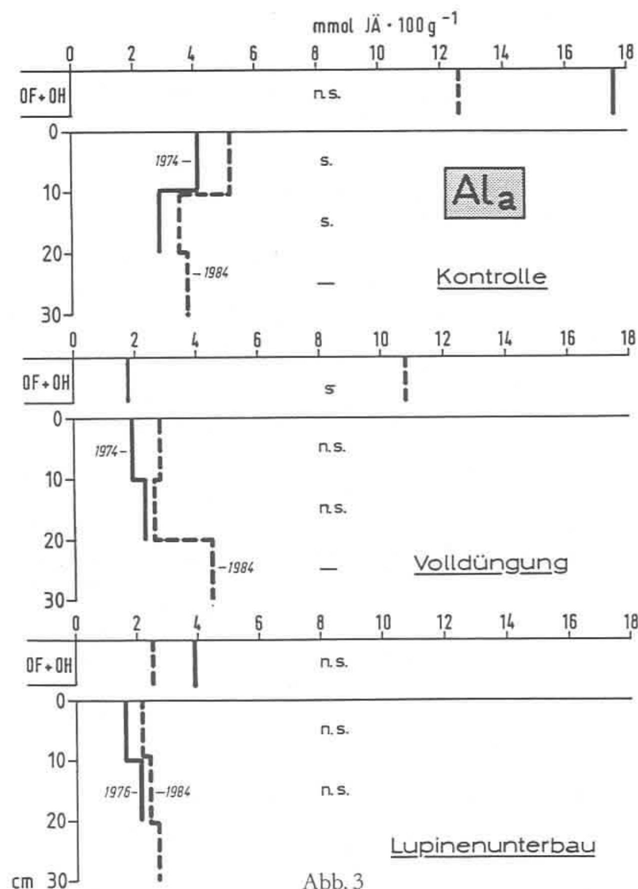


Abb. 3
Zeitliche Veränderungen der Gehalte an Austausch-Aluminium
Temporal changes of contents of exchangeable aluminum

Tab. 9

Vergleich der Vorräte an austauschbarem Aluminium und Mangan ($kg \cdot ha^{-1}$)
(x) = signifikante Differenz (P < 0,05)
Comparison of amounts of exchangeable aluminum and manganese ($kg \cdot ha^{-1}$)
(x) = significant difference (P < 0.05)

Versuchsvariante treatment	Aluminium aluminum		Mangan manganese	
	1974/76	1984	1974/76	1984
Tiefenstufe depth	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$
Kontrolle				
OF + OH	57 ± 19	49 ± 18	11 ± 2	10 ± 3
0 bis 10 cm	294	372 ± 54 (x)	62	36 ± 15 (x)
10 bis 20 cm	227	288 ± 56 (x)	104	50 ± 14 (x)
insgesamt	578	709	178	96
Volldüngung				
OF + OH	7	7 ± 5	39	34 ± 7
0 bis 10 cm	137	199 ± 94	75	32 ± 7 (x)
10 bis 20 cm	212	239 ± 86	129	43 ± 18 (x)
insgesamt	356	445	243	109
Lupinenunterbau				
OF + OH	2 ± 1	9 ± 5	3 ± 2	18 ± 5 (x)
0 bis 10 cm	107	143 ± 23	113	75 ± 10 (x)
10 bis 20 cm	182	203 ± 26	100	65 ± 12 (x)
insgesamt	291	354	217	159

eine Zunahme der Al-Vorräte, obwohl KAK und Humusgehalte absanken. Demnach ist hier die Aluminium-Sättigung angestiegen. Der Einfluß der Kalkung war auch 1984 noch deutlich an einer schwächeren Al-Ausstattung abzulesen.

Die Mengen an austauschbarem *Mangan* gingen im letzten Jahrzehnt auf allen Prüfvarianten und in fast allen Horizonten z. T. signifikant zurück (Tab. 9). Eine Ausnahme findet sich nur in der organischen Auflage der „L"-Variante, die stark anwächst und daher mehr Mangan bindet.

5.8 Basensättigung

In Abbildung 4 sind die Anteile der einzelnen Ionen an der gesamten effektiven Kationenaustauschkapazität (einschl. H^+) getrennt nach Horizonten aufgezeichnet; Tabelle 10 informiert über die Basensättigung, d. i. die Summe der austauschbaren Na-, K-, Ca- und Mg-Anteile in v. H. der KAK (hier ohne H^+).

Die Basensättigung übertraf auch 1984 auf den meliorierten Flächen sowohl in der organischen Auflage als auch im Mineralboden bis 30 cm Tiefe die Vergleichswerte auf den Kontrollparzellen. Dafür ist besonders der Anstieg der Ca-Sättigung verantwortlich. Die Al-Anteile sind nach Melioration zurückgedrängt und zwar um so stärker, je oberflächennaher der Horizont liegt.

Von 1974/76 bis 1984 ist die Basensättigung im Auflagehumus der Kontroll- und der Lupinenunterbau-Parzellen angestiegen, auf der Volldüngungsfläche blieb sie annähernd gleich. Im Mineralboden ging sie dagegen fast in allen Tiefenstufen und auf allen Prüfvarianten zurück. Eine Ausnahme macht nur die Lage 10 bis 20 cm der Variante „V". Der Anstieg der Basensättigung hier ist ein weiterer Hinweis auf die Verlagerung von Ca in die Tiefe. Das Absinken auf den übrigen Parzellen resultierte vor allem aus dem Rückgang der aus-

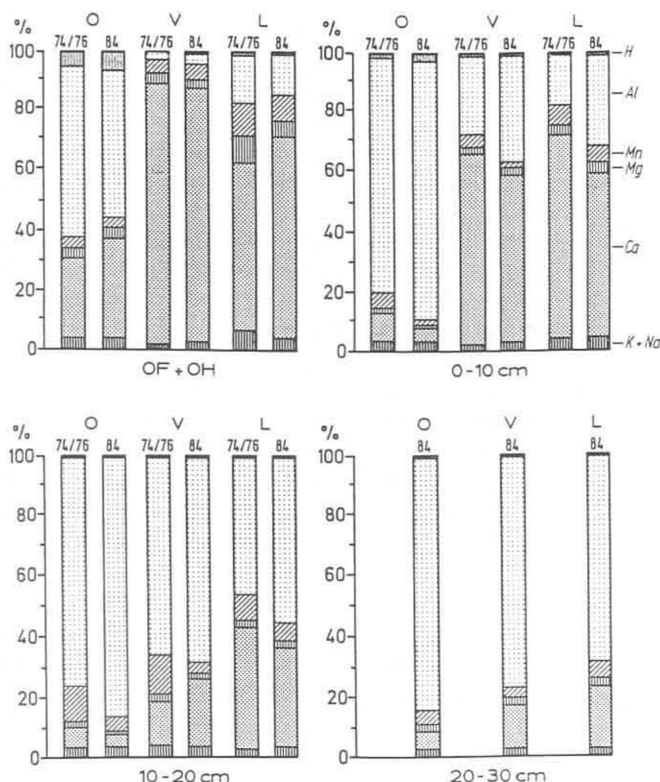


Abb. 4
Zeitliche Veränderungen der Ionensättigung
Temporal changes of ion saturation

Tab. 10
Basensättigungsgrad (%); ohne Einbeziehung der austauschbaren Protonen
Degree of base saturation (%); exchangeable protons are excluded

Lage layer	Jahr year	Kontrolle control	Volldüng. complete fertilization	Lupinen lupine undergrowth
OF + OH	1974/76	36	93	71
	1984	44	91	78
0 bis 10 cm	1974/76	14	68	74
	1984	9	61	62
10 bis 20 cm	1974/76	12	21	45
	1984	9	27	39

tauschbaren Calcium- und dem gleichzeitigen Anstieg der austauschbaren Aluminiumvorräte. Der Abfall im Mineralboden war auf den Kontroll-Parzellen verhältnismäßig groß und ökologisch wichtig, auf den Volldüngungsparzellen dagegen unbedeutend und wird hier teilweise sogar durch den Anstieg der Basensättigung im Auflagehumus kompensiert.

5.9 Ernährungszustand der Kiefern

Zur Kennzeichnung des Ernährungszustands der Kiefern sind in Tabelle 11 die Ergebnisse der Nadelanalysen in den Versuchsbeständen für die Jahre der ersten Probenahme (1974/76) und für 1981/83 einander gegenübergestellt. 1984 erfolgte keine Nadelernte, um die Bäume nicht durch häufiges Besteigen zu verletzen.

Tab. 11
Nährelementspiegelwerte in den Nadeln der Kiefern
Mittelwerte von 3 Parzellen je Versuchsglied
Nutrient contents in pine needles
Averages of 3 plots per treatment

Versuchsglied treatment / Jahr year	N	P	K	Ca	Mg	Gew. von 100 Nadelpaaren weight of 100 needle pairs g
	$mg \cdot g^{-1}$					
Kontrolle						
1974	13,0	1,45	5,1	4,0	1,16	3,54
1975	14,7	1,49	4,9	3,6	1,10	4,90
1976	14,6	1,39	5,6	3,1	0,67	3,57
1981	14,3	1,40	5,1	3,3	0,91	5,11
1983	15,9	1,41	5,7	3,0	0,83	4,49
Volldüngung						
1974	15,4	1,80	5,4	3,6	1,12	4,51
1975	16,2	1,68	5,3	3,3	0,85	5,50
1976	16,2	1,66	6,0	2,9	0,69	3,61
1981	14,9	1,55	5,1	3,5	1,01	5,01
1983	16,2	1,57	5,5	3,5	0,97	3,88
Lupinenunterbau						
1974	15,1	1,70	5,4	4,0	1,28	4,27
1975	16,7	1,72	5,4	3,9	0,91	5,06
1976	15,8	1,52	5,6	3,3	0,74	4,00
1981	16,6	1,66	5,3	3,5	0,98	5,11
1983	16,0	1,54	5,8	3,5	1,04	5,09

Zwischen diesen beiden durch Analysen belegten Perioden veränderte sich die Stickstoff- und Kalium-Versorgung nicht; die Phosphor-Spiegelwerte nahmen dagegen auf den beiden meliorierten Varianten geringfügig ab. Die Magnesiumgehalte der Nadeln- und – abgeschwächt – auch ihre Calcium-Spiegel fielen im Trockenjahr 1976 extrem zurück, um danach wieder fast auf das alte Niveau anzusteigen. Die festgestellte Tendenz zur Abnahme der Vorräte an austauschbarem Calcium im Boden während der Vergleichsperiode hat demnach nicht zur schlechteren Basenversorgung der Bestände geführt.

6. DISKUSSION

Unsere Studie deckte für den Vergleichszeitraum weder eine gravierende pH-Verschiebung noch Verluste von austauschbarem Magnesium und Kalium auf; wohl aber zeigte sie eine deutliche Tendenz zur Abnahme der Vorräte an austauschbarem Calcium und Mangan bei gleichzeitigem Anstieg des Aluminiums. Um diese Verschiebungen im Kationenbelag interpretieren zu können, müssen die Änderungen der Kationenaustauschkapazität berücksichtigt werden.

Auf den Versuchsvarianten „Kontrolle" und „Volldüngung" stieg die KAK des Mineralbodens (0 bis 20 cm) in beiden Tiefenstufen leicht an, auf den Lupinenparzellen ging sie dagegen zurück. Diese Veränderungen (6 bis 29 %) lassen sich zum größten Teil durch gleichsinnige Verschiebungen der Humusgehalte erklären. Für den Auflagehumus gilt dagegen, daß die KAK für 1974/76 – an fein gemahlenen Proben bestimmt – generell überschätzt wurde (vgl. Kap. 5.4). Aus diesem Grund bestimmten wir auch die Gesamtmengen an Calcium in der organischen Auflage und setzten sie anstelle der austauschbaren Fraktion in den Vorratsvergleich ein. Dabei errechneten sich höhere Verluste als in Tabelle 8, und zwar rund 60, 190 und 350 $kg \cdot ha^{-1}$ für die Varianten K, V und L. An dem Befund, daß nennenswerte Verluste eintraten, ist demnach nicht zu zweifeln. Die Verluste an austauschbarem Mangan aus dem Oberboden dieser Prüfvarianten belaufen sich auf 82, 134 und 58 $kg \cdot ha^{-1}$ (Tab. 9).

Tab. 12

Veränderungen der Kationenaustauschkapazität und der austauschbaren Ca-, Mn- und Al-Vorräte (kmol Ionenäquivalente · ha^{-1}; org. Auflage und Mineralboden 0–20 cm)

Temporal changes of cation exchange capacity and amounts of exchangeable Ca, Mn and Al (kmol IE · ha^{-1}; organic floor and mineral soil 0–20 cm)

Parameter parameter	Kontrolle control	Volldüng. complete fertilization	Lupinen lupine undergrowth
	(10 Jahre)		(8 Jahre)
$KAK_{eff.}$	+ 9,3	− 0,5	− 10,4
Ca_a	− 2,3	− 5,8	− 15,4
Mn_a	− 3,0	− 4,9	− 2,1
	− 5,3	− 10,7	− 17,5
Al_a	+ 14,6	+ 9,9	+ 7,0

Tabelle 12 läßt erkennen, daß die Minderung der Vorräte an Ca_a und Mn_a auf den Volldüngungsparzellen weitgehend auf einem Verdrängen beider Ionen von den Austauscheroberflächen durch Aluminium beruht. Auf den Kontrollflächen trägt dieser Austausch dagegen nur mit etwa einem Drittel zur Al-Mehrung bei; der größere Teil dieser Zunahme dürfte auf einen Anstieg der KAK zurückgehen. Auf dem Versuchsglied „L" schließlich werden die Ca- und Mn-Verluste von insgesamt 17,5 kmol · ha^{-1} in nur 8 Jahren überwiegend durch den Rückgang der KAK (~ 10 kmol) verursacht; die Bedeutung des Austausches durch Aluminium tritt hier zurück.

Auch nach Berücksichtigen des Einflusses von KAK-Verschiebungen gibt es somit noch deutliche Hinweise auf Umtauschvorgänge zugunsten des Aluminiums. Sie lassen darauf schließen, daß die bodenintern produzierten und die aus der Atmosphäre eingetragenen Protonen u. a. durch Verwitterung von Silikaten und Al-Hydroxiden sowie Mn-Oxiden verbraucht und dadurch abgepuffert werden. Die so freigesetzten Al-Ionen verschiedener Species treten teilweise in den Austauscherbelag über. Dieser Pufferungsvorgang erklärt, weshalb die pH-Werte unserer Versuchsparzellen sich im Vergleichszeitraum nicht nennenswert änderten.

Auf den Volldüngungsflächen deutet der leichte Anstieg der Ca_a-Vorräte in 20 bis 30 cm Tiefe darauf hin, daß die in den oberen Horizonten fehlenden Mengen wohl überwiegend nach unten (z. T. auch lateral) verlagert wurden und teilweise noch im Wurzelraum vorhanden sind. Ein gewisser Betrag des Defizits dürfte auch auf allen Varianten in der vermehrten Biomasse von Kiefernbestand und Bodenvegetation inkorporiert sein (PREUHSLER und REHFUESS, 1982; RODENKIRCHEN, 1982). Auf den meliorierten Flächen sind die Ca-Verluste aus dem Oberboden deutlich höher als auf den Kontrollparzellen. Dieser Befund wird wohl nur zum Teil auf vermehrter Aufnahme in den Pflanzenbestand beruhen. Die Hauptursache hierfür ist vermutlich ein beschleunigter Ablauf säurebildender Prozesse wie CO_2-Freisetzung durch Wurzel- und Mikroorganismenatmung sowie Nitrifikation bei den nach Kalkung erhöhten pH-Werten (vgl. DOERGE und GARDNER, 1985; EVERS, 1984; RODENKIRCHEN, 1982 und 1984). Der stärkste Ca-Rückgang trat nach Lupinenunterbau ein und geht einher mit Humusschwund und Abfall der KAK im Mineralboden. Wahrscheinlich erfolgte seit 1976 ein weiterer Abbau der Stickstoffvorräte durch rasche Mineralisation, Nitrifikation und Nitratauswaschung (z. T. auch Denitrifikation), wobei Calcium als Begleitkation mitgerissen wurde (vgl. BAUM, 1979; RODENKIRCHEN, 1984; MAKESCHIN u. a., 1985).

Das Ausmaß des atmogenen Säureeintrags am Standort Pustert und seine Bedeutung für die beschriebenen Veränderungen sind unbekannt. An unserer nächstgelegenen Meßstation Kelheim lag im Mittel von 4 Meßjahren der Protoneneintrag im Freilandniederschlag bei 0,1, in der Kronentraufe eines Fichten-Tannen-(Buchen-) Bestands bei 0,7 kmol · ha^{-1} · a^{-1}. Hinzu kommen etwa 0,6 kmol NH_4^+-N als potentieller Säurebildner. Rechnet man trotz geringerer Niederschläge (650 statt 800 mm) für den Versuch Pustert vorsorglich mit einem jährlichen Eintrag von 1,5 kmol Säureäquivalenten je Hektar, dann entsprechen die Ca_a-Vorräte im Oberboden von K, V und L (1984, Tab. 8) einem Säureeintrag von 5, 41 und 30 Jahren.

Diese Überlegungen, vor allem aber auch die aus Tabelle 8 und 12 abzuleitenden jährlichen Ca-Verlustraten (0,2; 0,6 und 1,9 kmol IÄ · ha^{-1} = rund 5, 12 und 38 kg · ha^{-1} für K, V und L) führen zu dem Schluß, daß in den meliorierten Beständen unter den vorliegenden Verhältnissen auf absehbare Zeit kein Nachkalken erforderlich ist. Auf bisher ungedüngten Flächen empfiehlt sich dagegen eine Zufuhr von Magnesiumkalken, wie schon vor 20 Jahren! Die damals ausgebrachten Mengen (40 dt · ha^{-1}) erscheinen auch aus heutiger Sicht voll ausreichend; sie könnten sogar noch reduziert werden (vgl. MAKESCHIN u. a., 1985), ohne den Meliorationserfolg zu schmälern.

Unsere Studie zeigt im Vergleich z. B. zu den Veröffentlichungen von MATZNER und ULRICH (1983) und KENK u. a. (1984) auch, daß keineswegs in allen Waldgebieten und auf allen Standorten rasche pH-Abnahme und Erschöpfung der Vorräte an austauschbaren Basen unter dem Einfluß der atmogenen Säuredeposition drohen. Grundsätzlich ist mit sehr verschiedenartigem Verhalten und wechselnder Gefährdung der Waldökosysteme durch diesen Vorgang zu rechnen je nach dem Ausmaß der Säuredeposition, je nach den Bodenformen, ihrer Basenausstattung und Pufferkapazität, dem Waldbestand und der Art der Bewirtschaftungseingriffe. Diese Vielfalt gilt es besser kennen und verstehen zu lernen und die Eingriffe in die Ökosysteme darauf abzustimmen.

7. DANKSAGUNG

Die Durchführung der Studie wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten finanziell gefördert (Projekt FVA B 41); die Reinschrift des Manuskripts besorgte Frau E. RUHL. Allen Beteiligten gilt unser herzlicher Dank.

8. ZUSAMMENFASSUNG

10 bzw. 8 Jahre nach der ersten bodenkundlichen Auswertung (1974 bis 1976) eines 1964 angelegten Meliorationsversuches zu Kiefer wurden 3 Versuchsvarianten (Kontrolle, Volldüngung, Lupinenunterbau) mit jeweils 3 Parzellen erneut intensiv und flächenrepräsentativ beprobt. Die Proben beider Entnahmetermine wurden gleichzeitig mit denselben Methoden auf pH, Gehalte an organischem Kohlenstoff und (effektive) Kationenaustauscheigenschaften analysiert.

Im Vergleichszeitraum (1974/76 bis 1984) waren die Auflagehumusmengen auf allen Versuchsgliedern signifikant angewachsen, während die Humusvorräte im Mineralboden sich nur geringfügig verschoben hatten. Die pH-Werte im Oberboden sowie die Vorräte an austauschbarem Magnesium, Kalium und Natrium variierten an beiden Entnahmeterminen auf gleichem Niveau. Dagegen waren für alle Prüfvarianten eine mehr oder minder ausgeprägte (z. T. signifikante) Abnahme der Vorräte an austauschbarem Calcium und Mangan und ein kräftiger Anstieg der austauschbaren Aluminiummengen nachzuweisen. Neben der atmogenen Säuredeposition (geschätzt 1,5 kmol Ionenäquivalente · ha^{-1} · a^{-1} im Bestandesniederschlag) werden auch andere Ursachen für diese Verschiebung verantwortlich gemacht, z. B. beschleunigte Mineralisation und Nitrifikation. Die auf den meliorierten Flächen ausgebrachte Grundkalkung wirkte 20 Jahre nach Versuchsbeginn noch so kräftig nach, daß weitere Meliorationseingriffe für längere Zeit nicht erforderlich sind.

9. Summary

Title of the paper: ***Short term changes of soil reaction and cation exchange properties in an amelioration experiment with Scots pine (Pinus sylv. L.) on a podzolic pseudogley in Upper Palatia.***

10 or 8 years after the first pedological evaluation (1974 to 1976) of an amelioration experiment established in 1964 in a Scots pine stand, three treatments (control, complete fertilization, lupine undergrowth) were sampled again intensively on three plots per treatment. Samples of both evaluation dates were analyzed for pH, contents of organic carbon and effective cation exchange properties simultaneously using the same procedures.

During the test period (1974/76 to 1984) the weight of the organic floor increased significantly on all treatments, whereas the humus capital in the mineral soil was only slightly altered.

Soil reaction as well as the amounts of exchangeable Mg, K and Na at both sampling dates variied on about the same level. In contrast a marked (in some cases significant) reduction of exchangeable Ca and Mn amounts and a considerable increase of aluminium were detected with all treatments. Several reasons may be responsible for this shift in exchange complex, e. g. acid deposition from the atmosphere (estimated to amount to 1.5 kmol IE. $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ at the best in the canopy throughfall), enhanced mineralization and nitrification especially after the raise of pH due to liming and fertilization. The effects of liming in the ameliorated soils persisted even 20 years after the start of the trial; further amelioration operations will not be necessary for an extended period.

10. Résumé

Titre de l'article: *Modifications à court terme de la réaction du sol et de la capacité d'échange des cations dans une expérience de fertilisation de pins sylvestres (Pinus sylvestris L.) du Haut Palatinat.*

Respectivement 10 ans et 8 ans après la première exploitation du point de vue pédologique (1974–1976) des résultats d'un dispositif expérimental de fertilisation de pins sylvestres installé en 1964, 3 variantes (témoin, fertilisation en plein, semis de lupin) ont été testées sur trois parcelles pour chacune d'elles; ces parcelles étaient bien représentatives et traitées intensivement. Tous les prélèvements ont été analysés en employant les mêmes méthodes: pH, teneur en carbone organique, capacité d'échange – effective – des cations.

Pendant les périodes d'observation (1974/76–1984), les quantités d'humus superficiel ont augmenté significativement dans toutes les placettes expérimentales tandis que les réserves d'humus dans le sol minéral ne se sont accrues que de très peu. Le pH des horizons superficiels et les réserves de magnésium et de potassium varièrent de la même manière au bout des deux périodes. A l'inverse, pour toutes les variantes testées, on a constaté une diminution plus ou moins marquée – et partiellement significative – des réserves en calcium et manganèse échangeables ainsi qu'un important accroissement des réserves d'aluminium échangeable. Outre les dépôts acides d'origine atmosphérique (évalués à 1,5 kmol d'ions équivalents · $ha^{-1} \cdot a^{-1}$ dans les précipitations reçues par les peuplements), d'autres causes sont à l'origine de ces modifications, telles par exemple une activitation de la minéralisation et de la nitrification.

L'effet de l'apport de l'amendement calcaire de fond est encore si marqué 20 ans après le début de l'expérience que de nouveaux traitements fertilisants ne seront pas nécessaires avant longtemps encore.

J. M.

11. Literatur

Baum, U.: Wirkungen von Meliorationsmaßnahmen auf die Nährelementvorräte im Boden eines streugenutzten Oberpfälzer Kiefernbestandes. Forstwiss. Centralbl. **98**, 245–258, 1979

Butzke, H.: Versauern unsere Wälder? Forst- und Holzwirt **36**, 542–548, 1981

Butzke, H.: Untersuchungsergebnisse aus Waldböden Nordrhein-Westfalens zur Frage der Bodenversauerung durch Immissionen. Wissenschaft und Umwelt **2**, 80–88, 1984

Doerge, T. A. and Gardner, E. H.: Reacidification of two lime amended soils in Western Oregon. Soil Sci. Soc. Am. J. **49**, 680–685, 1985

Evers, F. H.: Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südwestdeutschen Düngungsversuchsflächen. Forst- und Holzwirt **38**, 317–320, 1983

Evers, F. H.: Läßt sich das Baumsterben durch Walddüngung oder Kalkung aufhalten? Forst- und Holzwirt **39**, 75–80, 1984

Grenzius, R.: Starke Versauerung der Waldböden Berlins. Forstwiss. Centralbl. **103**, 131–139, 1984

Kenk, G., Unfried, P., Evers, F. H. und Hildebrand, E. E.: Düngung zur Minderung der neuartigen Waldschäden – Auswertung eines alten Düngungsversuchs zu Fichte im Buntsandstein – Odenwald. Forstwiss. Centralbl. **103**, 307–320, 1984

Lochmann, V.: Änderungen bodenökologischer Bedingungen, insbesondere des Bodenchemismus in den durch Industrieimmissionen betroffenen Wäldern (tschech.). Lesnictvi **27**, 699–714, 1981

Makeschin, F. u. a.: Melioration saurer, devastierter Phyllitstandorte unter Kiefer im Bayer. Forstamt Waldsassen. Forst- und Holzwirt **40**, 499–505, 1985

Preuhsler, T. und Rehfuess, K. E.: Über die Melioration degradierter Kiefernstandorte (*Pinus sylv.* L.) in der Oberpfalz. Forstwiss. Centralbl. **101**, 388–407, 1982

Rehfuess, K. E. und Schmidt, A.: Die Wirkung von Lupinenunterbau und Kalkammonsalpeterdüngung auf den Ernährungszustand und den Zuwachs älterer Kiefernbestände in der Oberpfalz. FWC **90**, 237–259, 1971

Reichmann, H. und Streitz, H.: Fortschreitende Bodenversauerung und Waldschäden im industrienahen Stadtwald Wiesbaden. Forst- und Holzwirt **38**, 322–328, 1983

Riebeling, R. und Schäfer, Ch.: Jahres- und Langzeitentwicklung der pH-Werte von Waldböden in hessischen Fichtenbeständen. Forst- und Holzwirt **39**, 177–182, 1984

Rodenkirchen, H.: Wirkungen von Meliorationsmaßnahmen auf die Bodenvegetation eines ehemals streugenutzten Kiefernstandortes in der Oberpfalz. Forstl. Forschungsber. München **53**, 1982

Rodenkirchen, H.: Vorräte und Nachlieferung an Mineralstickstoff im Boden eines Meliorationsexperiments zu Kiefer. Z. Pflanzenern. Bodenk. **147**, 716–729, 1984

Stöhr, D.: Waldbodenversauerung in Österreich. Veränderungen der pH-Werte von Waldböden während der letzten Dezennien. Forschungsbericht 1984 (Österr. Forstverein, Forschungsinitiative gegen das Waldsterben). Hrsg.: Prof. Dr. G. Glatzel, Wien 1984

Ulrich, B. und Mitarbeiter: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriftenr. Forstl. Fakultät Univ. Göttingen und Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt, Band 58, 1979

Ulrich, B. u. a.: Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Der Forst- und Holzwirt **39**, 278–286, 1984

Ulrich, B. und Matzner, E.: Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Luftreinhaltung. Forschungsbericht 104 02 615; hrsg. v. Umweltbundesamt, 1983

Wittmann, O. und Fetzer, K. D.: Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. Materialien 20. Hrsg.: Bayer. Staatsmin. für Landesentwicklung und Umweltfragen, 1982

Zezschwitz, E. von: Akute Bodenversauerung in den Kammlagen des Rothaargebirges. Forst- und Holzwirt **37**, 275–276, 1982

Zielinski, J.: Decomposition in the pine forests of Niepolomice. In: Grodzinski, W. et al. (ed.): Forest Ecosystems in industrial regions. Ecological Studies **49**. Springer Verlag, 1984